

여수해만에서 분리한 유독 와편모조류, *Gymnodinium catenatum* (Graham)의 성장에 미치는 수온, 염분과 광 조건

오석진 · 윤양호^{1*}

(九州大學大學院 농학연구원, ¹여수대학교 해양시스템학부)

Effects of Water Temperature, Salinity and Irradiance on the Growth of the Toxic Dinoflagellate, *Gymnodinium catenatum* (Graham) Isolated from Yeosuhae Bay, Korea

Seok Jin Oh and Yang Ho Yoon^{1*}

Laboratory of Fisheries Bioenvironmental Science, Kyushu University, Fukuoka 812-8531, Japan and

¹Division of Ocean System, Yosu National University, Yeosu 550-749, Korea

A chain-forming toxic dinoflagellate, *Gymnodinium catenatum* (Graham) was known as a paralytic toxin-producer among Gymnodinoid group. In the study, the effects of water temperature, salinity and irradiance on the growth of *G. catenatum* isolated from Yeosuhae Bay, Korea were investigated. Water temperature range in which *G. catenatum* showed specific growth rate higher than 0.3 day^{-1} were above about 18°C . However, salinity did not have such an effect on growth of *G. catenatum*. The maximum growth rate (0.5 day^{-1}) was obtained at 25°C and 30 psu. The specific growth rate (μ) expressed as a polynomial equation as functions of temperature (T ; $^\circ\text{C}$) and salinity (S ; psu) was $\mu = 0.005 \cdot T^2 - 0.0001164 T^3 - 0.063 \cdot S + 0.005 \cdot S^2 - 0.00007608 \cdot S^3 - 0.003 \cdot T \cdot S + 0.00005308 \cdot T^2 \cdot S$. Thus, in aspects of water temperature and salinity, the species may be expected to survive in most Korean coastal waters from early summer to autumn. The irradiance-growth curve was described as $\mu = 0.16 (I - 10.4)/(I + 21.8)$ at 18°C and 30 psu, indicating a half-saturation (K_s) photon flux density (PFD) of $42.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and compensation PFD (I_0) of $10.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. These characteristic responses to irradiance suggest that *G. catenatum* can reside at the sub-surface.

Key Words: growth, *Gymnodinium catenatum*, irradiance, salinity, toxic dinoflagellate, water temperature, Yeosuhae Bay

서 론

유독 와편모조류인 *Gymnodinium catenatum* (Graham)은 *Gymnodinium*속에서 마비성패독(paralytic shellfish poisoning: PSP)을 생산하는 종으로, 미국 California만에서 처음 보고되었다(Graham 1943). *G. catenatum*에 의한 PSP 문제는 1977년 스페인에서 처음 보고된 이후 호주, 포르투갈, 멕시코, 일본 등 세계 연안해역에서 사회적 문제를 발생시키고 있다(Fraga and Sanchez 1985; Mee *et al.* 1986; Oshima *et al.* 1987; Franca and Almeida 1989; Carrada *et al.* 1991; Baba *et al.*

2001). 또한 최근 산업발달에 따른 연안해역의 부영양화, 조사기술 발달, 선박 ballast water와 지구 온난화에 따른 해양 환경변화 등으로 개체군의 분포와 출현 빈도가 확대하는 경향을 보인다(Fraga and Bakun 1993; Hallegraeff and Bolch 1992; Hallegraeff 1993). 일본의 경우, *G. catenatum*의 유영세포가 1980년대까지는 서 일본 일부해역에서만 보고되었으나(Hada 1967; Ikeda *et al.* 1989; Nishioka *et al.* 1993; Bada *et al.* 2001), 최근에는 최대 수온이 20°C 인 중앙 일본과 북 일본 연안해역에까지 출현이 보고되어(Matsuoka and Fukuyo 1994), 이매패류의 독화 확산에 경계를 하고 있다. 우리나라는 1991년 진해만에서 처음 *G. catenatum* 출현이 보고되었으나(Kim *et al.* 1996), 최근에는 남해연안해역에 광범위하게 분포하는 것으로 알려져 있다(Jeon and Han 1998; Kim 1998;

*Corresponding author (yhyoon@yosu.ac.kr)

Lee et al. 1999; Lee et al. 2001).

PSP는 유독 외편모조류인 *Alexandrium* spp. 또는 *G. catenatum* 등을 포식한 이매패류가 독을 체내에 축적하여, 이매패를 식용으로 이용하는 인간에게 식중독을 유발하는 원인 물질의 하나이다. 이매패류에 의한 PSP 독화 현상은 우리나라 뿐만 아니라 세계 각국에서 심각한 사회문제로 대두되고 있다. 패류를 식용하는 세계각지에서는 PSP 등 패류 독화에 따른 피해방지를 위한 모니터링 시스템을 갖고, 유독 플랑크톤의 출현양상에 대한 기본적인 데이터를 축적하고 있다. 그 결과 최근 유독 외편모조류의 분포가 급속히 확산되는 것을 알 수 있으며, 이에 따른 패류 발생을 증가도 우려되고 있다 (Hallegraeff 1993).

우리나라에서 이매패류 PSP 독화의 주요 원인생물은, *Alexandrium catenella*와 *A. tamarense*로 알려져 있다(Han et al. 1993; Lee et al. 1997). 이들 중은 남해 전 연안해역에서 그 유영세포가 발견되고 있으며, PSP 패류독화로 부산, 마산, 진해만을 중심으로 한 남동연안해역에서 1993년 이후 매년 굴, 바지락, 피조개 등의 채취금지 또는 출하정지 조치가 내려지고 있다(Chang et al. 1987; Han et al. 1993; Kim 1995; Kim and Shin 1997; Jeon and Han 1998). Lee et al.(1997)은 최근 우리나라에서 마비성 패류독의 발생 해역이 점차 확대되고 있으며, 독화 강도가 심해지는 것으로 보고하였다. 우리나라에서 *G. catenatum*에 의한 이매패류의 독화현상 보고는 아직 없다. 그러나 *G. catenatum*는 비교적 대형 세포로 연쇄군을 나타내기 쉽게 패류에 포식되고, 무각종이기에 포식된 후 소화되기 쉬울 뿐만 아니라, 포식자의 체내에서 독성 성분이 변화될 가능성이 있어(FEIS 1998; Ikeda et al. 1988), 앞으로 *G. catenatum*에 의한 패류독화에 대해서는 지속적인 관심이 요구된다.

본 연구는 우리나라 연안해역에 출현하는 *G. catenatum*의 생리특성을 파악하기 위한 기초 단계로 여수해만에서 분리한 *G. catenatum*의 성장에 영향을 주는 최적 수온, 염분과 광도의 특성을 실내 배양실험을 통해 살펴보았다. 또한 수온과 염분에 대한 출현 예측모델을 만들어 *G. catenatum*의 독화 예보에 필요한 정보를 제공하고자 한다.

재료와 방법

*Gymnodinium catenatum*의 분리와 배양

2003년 9월 Hiroshima 대학 실습선(Toyoshio-Mar, 320 ton)을 이용하여 한국 남해 중앙부에 위치하는 여수해만의 표층해수를 채수하였다(Fig. 1). *Gymnodinium catenatum*의 세포는 pasteur pipette (ca. ϕ 50-100 μ m)를 이용하여 분리하였다(Guillard 1995). 분리된 세포는 여과해수(0.22 μ m pore size, Millipore GSWP)에 4~5회 세척한 후 배양튜브(TB-2800,

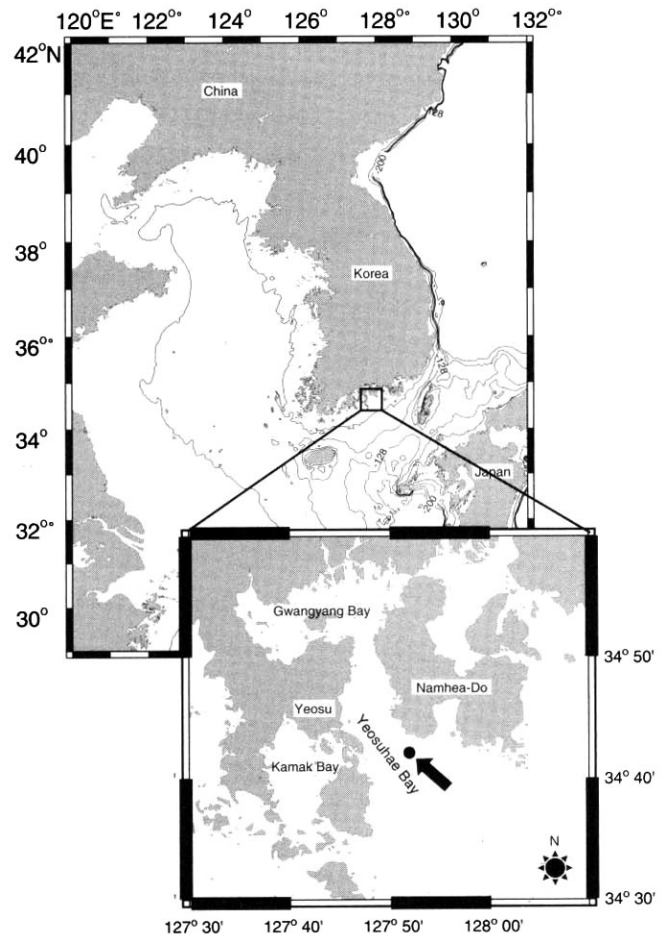


Fig. 1. Sampling station of the vegetative cell of *Gymnodinium catenatum* in South Sea of Korea in September, 2003.

Japan)에 이식하였다. 사용된 배지는 Hiroshima만 해수를 바탕으로 한 f/2(Guillard and Ryther 1962)로 selenium (H_2SeO_3)을 최종농도가 0.001 μ M되게 첨가하였다(Doblin et al. 1999). 또한 *G. catenatum*은 용존태 유기영양염에 친화성이 높은 것으로 알려져 있기에(Doblin et al. 1999; Oh et al. 2002), Hiroshima만의 해저퇴적물을 이용하여 만든 토양추출액을 미량 첨가 하였다. 배양온도와 염분의 조건은 현장수온과 염분에 상응하는 조건(25°C, 30 psu)으로, 광도는 약 100 μ mol $m^{-2} s^{-1}$ (12L:12D; cool-white fluorescent lamp)에서 실시하였다. *G. catenatum* strain에 대한 무균화 처리는 하지 않았지만, 2차 생물학적 오염을 막기 위해 모든 실험기구는 autoclave (202 kpa, 20 min) 또는 건조멸균(185°C, 1 hr)하여 사용하였으며, 모든 실험은 clean bench에서 수행하였다.

수온과 염분의 변동에 따른 성장속도의 변화

배양 온도는 15, 18, 20, 22, 25, 30°C의 6단계, 염분은 15, 20, 25, 30, 35 psu의 5단계를 조합한 총 30 단계의 조건에서 증식속도 변화를 관찰하였다. 배양실험에 사용한 배양기는

온도구배항온기(TC-100-A, Japan)로 설정온도 $\pm 2^{\circ}\text{C}$ 정도의 편차가 있지만 배양액의 열용량으로 실제 수온의 변화는 거의 없다. 배지에 사용한 해수의 초기 염분농도는 31.0 psu였으나, 염분조절을 위하여 저염분인 15-30 psu는 초순수이온수를 첨가하였으며, 35 psu는 자연 증발시켜 주었다.

수온, 염분의 급속한 변화는 세포 성장에 나쁜 영향을 주기에 세포의 이식을 다음과 같이 실시하였다. 우선 수온 25°C , 염분 31 psu, $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 에 전 배양을 실시하여 대수성장기의 세포를 염분 20, 25, 30, 35 psu의 배지에 이식하였다. 그리고 20 psu 배지의 세포가 대수성장기에 있을 때 다시 15 psu로 이식하여 염분변화에 따른 영향을 최소화 하였다. 수온은 25°C 에서 배양한 세포를 하루에 1°C 씩 온도를 증가 또는 감소시켜 각각의 온도에 도달하게 하였으며, 18°C 부터 15°C 까지는 2일에 1°C 씩 감소시켰다.

각각의 수온과 염분 단계에 적응된 세포를 300 ml의 f/2 배지에 최종 세포수가 $50\text{--}100 \text{ cell ml}^{-1}$ 가 되도록 첨가하였다. 그 후, 하루에 한번씩 도립현미경을 이용하여 세포 증식여부를 관찰하였다. 모든 실험은 triplicate로 실시하였다.

광 조건은 배양기 위치에 따라 광량이 조금씩 변화하기에 1일 2회 각각의 삼각플라스크 위치를 변화시켰다. 성장속도 (μ)는 대수성장기(exponential growth phase) 동안의 세포수에 대하여 다음 식을 이용하여 계산하였다.

$$\mu = \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{N_t}{N_0}$$

N_0, N_t : 대수성장기에서 초기와 t 시간(day) 후의 세포수 (cells ml^{-1})

Δt : 대수성장기의 배양시간(day)

한편, *Gymnodinium catenatum*이 언제 어디서 고밀도로 증식하는지를 예측하기 위해서는 종의 증식과 생존을 지배하는 물리, 화학, 생물학적인 영향을 수량적으로 파악하는 것이 필요하다. 본 실험에서 설정된 수온과 염분 단계는 등간격으로 설정되어 있기에 성장속도에 영향을 주는 수온과 염분의 관계를 다음과 같은 다항식으로 표현하여 *G. catenatum*의 출현 예측모델을 계산하였다.

$$\mu = \beta_{00} + \beta_{10} \cdot T + \beta_{20} \cdot T^2 + \beta_{30} \cdot T^3 + \beta_{01} \cdot S + \beta_{02} \cdot S^2 + \beta_{03} \cdot S^3 + \beta_{11} \cdot T \cdot S + \beta_{12} \cdot T \cdot S^2 + \beta_{21} \cdot T^2 \cdot S + \dots + \beta_{mn} \cdot T^m \cdot S^n + \epsilon$$

μ : 성장속도(Specific growth rate: day^{-1})

T : 수온(Water temperature: $^{\circ}\text{C}$)

S : 염분(Salinity: psu)

β_{mn} : 회귀계수(Regression coefficient)

ϵ : 오차항(Error term)

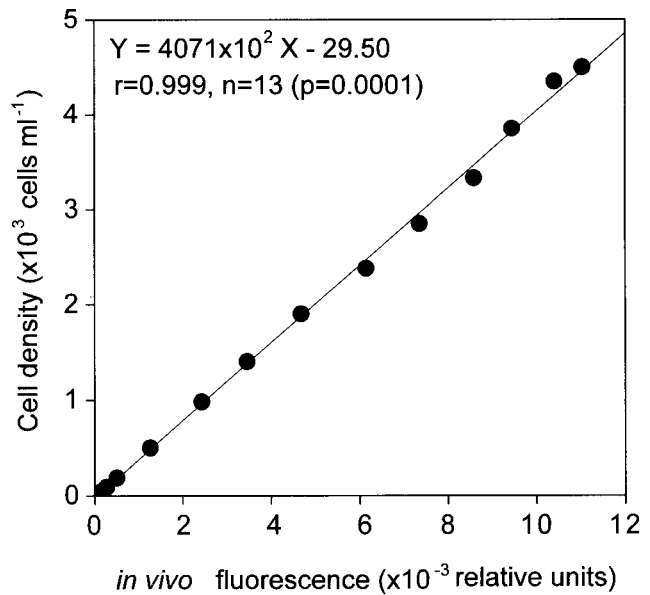


Fig. 2. Relationship between cell density and *in vivo* chlorophyll fluorescence of *Gymnodinium catenatum*.

여기에서는 3차 항까지 변수증감법에 따른 중회귀분석법을 실시하였다.

광 조건에 따른 성장속도 변화

광 조건에 따른 성장속도는 현미경을 이용한 직접 검경이 아닌, *in vivo* chlorophyll 형광값과 세포수의 관계로 평가하였다. 이는 형광광도계에서 직접 측정이 가능한 배양튜브를 이용하기에 세포밀도의 확인을 위한 배양튜브의 개폐가 없어 초기 배양상태를 계속 유지 할 수 있으며, 대량의 표본을 신속히 처리 할 수 있다는 장점을 가진다(Brand *et al.* 1981).

*Gymnodinium catenatum*을 수온 18°C , 염분 30 psu 그리고 조도 $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (12L:12D; cool-white fluorescent lamp)의 조건에서 세포밀도 약 $3.0 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$ 까지 증식시킨 후 농축과 희석을 통해 여러 가지 세포밀도를 조제, 형광광도계(Turner Designs; Model 10)로 *in vivo* chlorophyll 형광값을 측정하였다. 형광량은 안정한 값을 얻기 위해 약 5분 동안 암 조건에서 방치 후 측정하였다(Brand *et al.* 1981). 아울러 현미경으로 세포수를 계수하여 세포밀도와 형광값의 관계도 구하였다. 그 결과 *G. catenatum*의 세포밀도(D)와 *in vivo* chlorophyll 형광값(F) 사이에는 다음과 같은 관계식이 성립하였다(Fig. 2).

$$D = 4071 \times 10^2 F - 29.50 \quad (r = 0.999)$$

100 ml 시험관에 f/2 배지 10 ml를 주입하고, 여기에 수온 18°C , 염분 30 psu, $180 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (12L:12D; cool-white fluorescent lamp)에서 7일간 전 배양 한 배양액 0.5 ml을 접종하

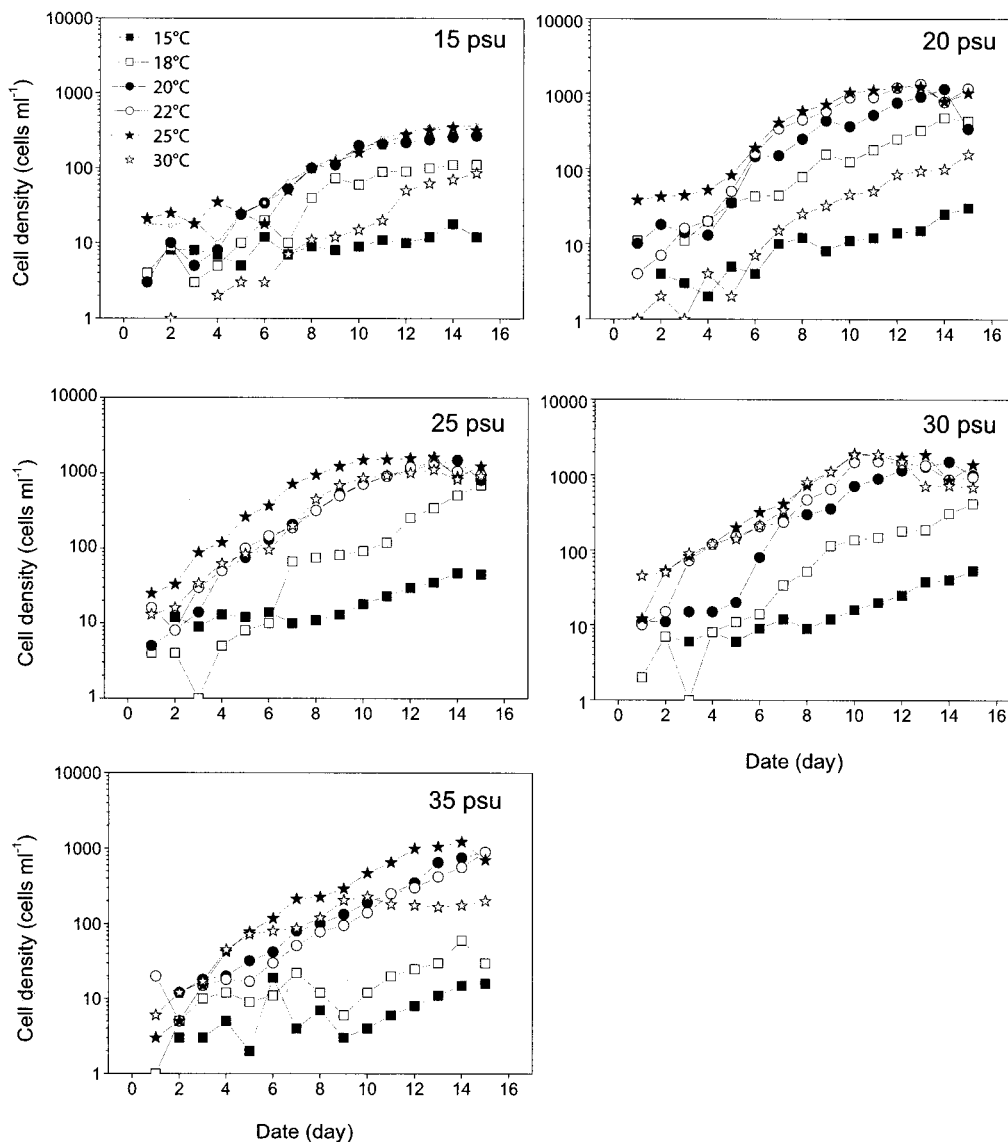


Fig. 3. Growth curves of *Gymnodinium catenatum* grown at various water temperature and salinity combinations. Each symbol represents the average of triplicate data. pH 8.2, $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (12L: 12D; cool-white fluorescent lamp).

였다. 이때 최종 세포밀도는 약 $170\text{--}190 \text{ cell ml}^{-1}$ 이었다. 광 조건은 $10, 35, 60, 100, 300, 600 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (QSL-2100 Series Laboratory Radiometer, Biospherical Instrument Inc.)의 6단계로 조절하였으며, 매일 1회 오전 10시에 형광광도계로 측정하였다. 성장속도와 조도의 관계는 Lederman and Tett (1981)의 모델을 개량한 다음 식을 이용하여 계산하였다.

$$\mu = \mu_m \frac{I - I_0}{(K_s - I_0) + (I - I_0)}$$

μ : 성장속도 (Specific growth rate; day^{-1})

I : 광량 (Irradiance; $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

I_0 : 광량의 역치 (Compensation photon flux density; μmol

$\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

μ_m : 최대 성장속도 (Maximum specific growth rate; day^{-1})

K_s : 반포화상수 (Half-saturation light intensity; $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

결과와 고찰

수온과 염분의 변동에 따른 성장속도의 변화

Gymnodinium catenatum 성장에 대한 수온과 염분 단계 영향은 염분과 수온이 각각 15 psu와 15°C인 배양조건을 제외한 모든 수온과 염분 범위에서 성장을 보였다. 염분 15 psu에 대한 수온 구배별 성장속도의 범위는 $0.01\text{--}0.30 \text{ day}^{-1}$, 20 psu에서는 $0.27\text{--}0.39 \text{ day}^{-1}$, 22 psu에서는 $0.35\text{--}0.49 \text{ day}^{-1}$, 25 psu

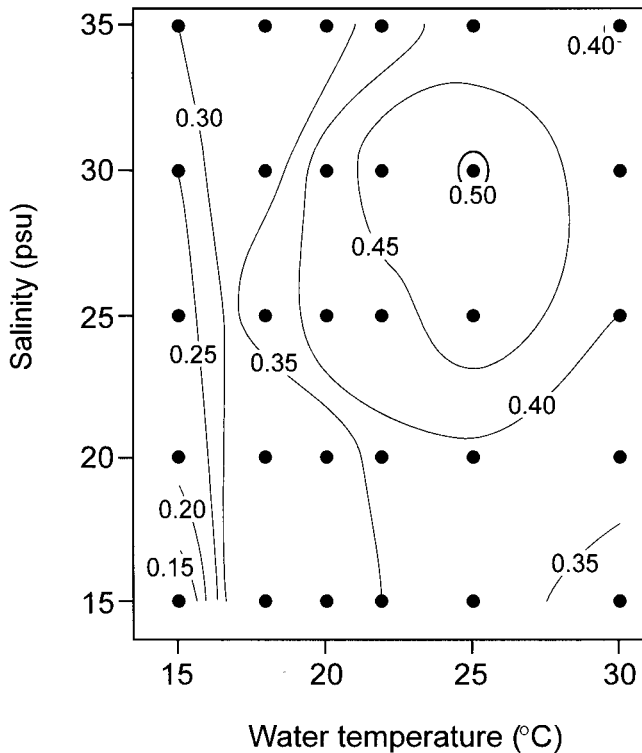


Fig. 4. Contour plots of specific growth rate (day^{-1}) of *Gymnodinium catenatum* at various water temperature and salinity combinations. Calculation was made for the exponential growth phase in the batch culture incubation (see Fig. 3). pH 8.2, $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (12L:12D; cool-white fluorescent lamp).

에서는 $0.37\text{--}0.50 \text{ day}^{-1}$, 30 psu에서는 $0.33\text{--}0.44 \text{ day}^{-1}$ 이었다 (Fig. 3). 또한 성장속도를 보다 쉽게 이해하기 위해 각각의 수온과 염분에 대한 성장속도의 contour plotting을 작성하면 (Fig. 4), 최대성장속도는 수온 25°C , 염분 30 psu에서 0.5 day^{-1} 로 나타났다. *G. catenatum*은 수온의 감소와 함께 성장속도가 급격히 감소하였으나, 염분과는 일정한 경향이 보이지 않아, 여수해만 산 *G. catenatum*의 성장에 염분은 크게 영향이 없는 것으로 평가되었다.

여수해만 산 *G. catenatum*은 일본 Hiroshima만이나 스페인 Vigo에서 분리한 strain과 유사한 수온과 염분 범위에서 성장하였다. Yamamoto *et al.* (2002)는 Hiroshima 산 strain의 최적 수온과 염분이 25°C , 30 psu로, 최대 성장속도는 0.31 day^{-1} 로 보고하였다. Barvo and Anderson (1994)은 스페인산 strain에서 최적수온이 $22\text{--}28^\circ\text{C}$ 이고, 최대성장속도는 0.37 day^{-1} (원문에서는 $0.53 \text{ divisions day}^{-1}$)로 보고하였다. 또한, 페루, 베네주엘라, 필리핀과 같은 아열대 지역에서의 *G. catenatum*은 $23\text{--}29^\circ\text{C}$ 의 수온범위에서 잘 성장하는 것으로 보고 되었다 (Hallegraeff and Fraga 1998). 그리고 본 연구와 같은 해역의 저질층의 휴면포자를 받아서 최적 수온과 염분 실험을 한 Lee *et al.* (2001)의 결과, *G. catenatum*은 30–35 psu의 염분과

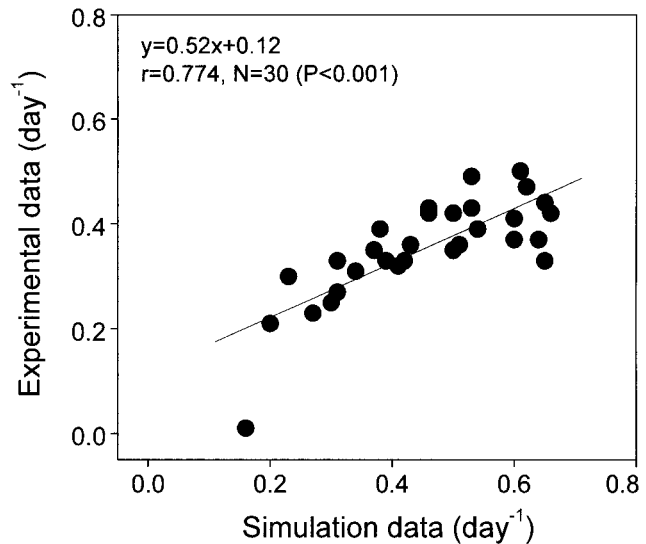


Fig. 5. Relationship between experimental data and simulation data of growth rate in *Gymnodinium catenatum*.

25°C 의 수온조건에서 0.45 day^{-1} 의 최대성장을 보여, 본 연구의 결과와 유사하였다. 이와 같은 결과로부터 여수해만 산 *G. catenatum*의 성장속도는 다른 해역의 strain들 보다 빠르다는 것을 알 수 있었다.

한편, 호주의 Tasmanian strain은 $12\text{--}18^\circ\text{C}$ 의 수온과 28–34 psu의 염분 범위인 12월에서 6월 사이에 출현하여 비교적 낮은 수온에서 성장하고 있다 (Blackburn *et al.* 1989). 이와 같은 결과는 겨울 일본 Inokushi 만에서 출현하는 strain과 유사하였다. 그리고 Nishioka *et al.* (1993)은 일본 Kumihama만에서 보다 낮은 수온인 $6\text{--}15^\circ\text{C}$, 23–32 psu의 염분에서 출현하는 것을 보고하였다. 이와 같은 최적 수온의 차이는 각 개체군의 최적 염분과 함께 개체군을 구별하는 중요한 인자로 작용할 것으로 판단된다.

우리나라 남해안의 *G. catenatum*은 7월부터 유영세포가 발견되어 8월중에 최고 세포밀도를 보이는 것으로 보고 되어 있다 (Lee *et al.* 1999). 그러나 진해만과 같은 내만 해역에서는 5월부터 출현이 보고 되는 등 (Kim and Shin 1997), 이 종에 대한 구체적인 소장관계는 분명하지 않다. 다만, 현재까지 연구결과로서 부산연안을 제외한 남해의 광범위한 해역에서 주로 여름에 분포하는 것으로 확인할 수 있다 (Lee *et al.* 1999). 이와 같은 결과는 본 연구에서 20°C 이상의 수온에서 성장속도가 0.3 day^{-1} 이상으로 보이는 것과 유사한 내용이다. 즉, 한국 남해해역에서 20°C 이상의 수온은 이른 여름에서 가을에 해당되는 수온으로 (Choo *et al.* 1997; Yoon 2000; Kim 2000), 단순히 수온과 염분 조건만으로 판단할 때 이 종은 이른 여름에서 가을 사이의 남해안 대부분 해역이 서식적지라 할 수 있다.

*Gymnodinium catenatum*의 배양실험에서 얻어진 수온과 염

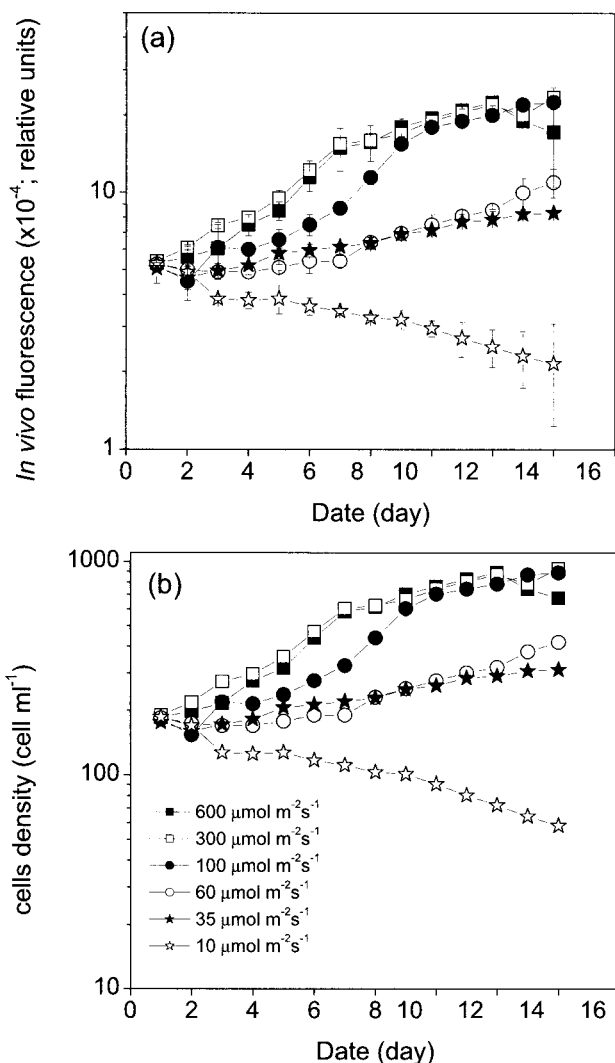


Fig. 6. (a) *in vivo* chlorophyll fluorescence values of *Gymnodinium catenatum* grown at various light intensities (12L: 12D). (b) cell density calculated by regression equation, $D = 4071 \times 10^2 F - 29.50$, as shown in Fig 2.

분의 조건을 이용하여 중회귀분석에 의한 예측모델식을 계산한 결과 유의수준 1% 내에서 다음의 (1)식을 얻을 수 있었다.

$$\mu = 0.005 \cdot T^2 - 0.0001164 \cdot T^3 - 0.063 \cdot S + 0.005 \cdot S^2 - 0.00007608 \cdot S^3 - 0.003 \cdot T \cdot S + 0.00005308 \cdot T^2 \cdot S \quad (1)$$

구해진 모델식의 중회귀계수(r)는 0.992로, 식으로부터 *G. catenatum* 성장에 광 조건과 영양염의 제한 요인이 없는 해역의 경우, 현장의 수온과 염분 농도를 이용하여 종의 성장속도를 추정할 수 있다(Fig. 5).

광 조건에 따른 성장속도 변화

*Gymnodinium catenatum*의 성장에 따른 광 조건의 영향은

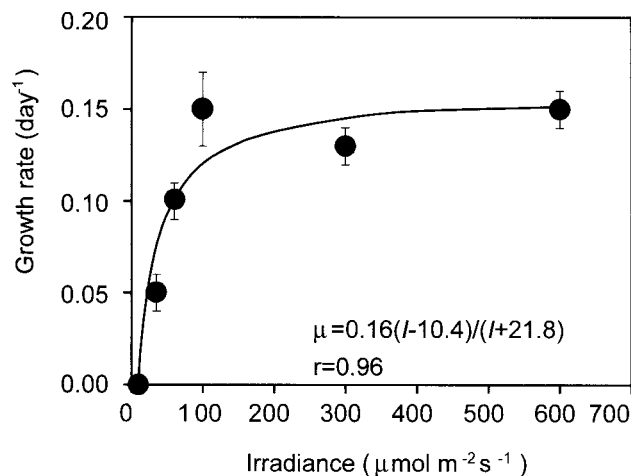


Fig. 7. Specific growth rate of *Gymnodinium catenatum* as a function of light intensities.

10 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 약 광 조건에서는 성장하지 않았고, 35-100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 광 조건에서는 광량이 증가함에 따라 성장속도가 증가하였다(0.05-0.15 day^{-1}). 200-600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 조건에서는 성장속도가 0.13-0.15 day^{-1} 로 100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 조건에서 성장속도와 유사하였다(Fig. 6a). 세포밀도는 10 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 에서 초기 세포밀도보다 3배 감소한 30 cells ml^{-1} 이었으나, 35-60 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 에서 300-400 cells ml^{-1} 로 증가하였고, 100-600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 에서는 약 800 cells ml^{-1} 수준까지 증가하였다(Fig. 6b). 광 조건에 의해 유도된 성장식 $\mu = 0.16(I - 10.4)/(I + 21.8)$, ($r = 0.96$)로(Fig. 7), μ_m 은 0.16 day^{-1} , I_0 는 10.4 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, K_s 는 42.6 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 나타났다.

*Gymnodinium catenatum*은 배양에 사용된 최대 광도인 600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 에서 일부 식물플랑크톤에서 보이는 광 저해현상 (photoinhibition)이 나타나지 않았다(Fig. 7). 이와 같은 결과는 호주 Tasmania와 일본 Hiroshima 만의 strain에서 광 저해현상이 발견되지 않은 보고 내용과 유사하였다(Blackburn *et al.* 1989; Yamamoto *et al.* 2002). 다만 실제 자연 환경은 보다 높은 광 조건이 나타날 수 있어(여름 표층의 광도; 2,000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 이상), 실험실 조건만으로 광 저해현상을 단정할 수 없고, 보다 높은 광 조건의 실험이 필요하다. 한편 여수해만 산 *G. catenatum*의 I_0 는 약 10.4 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 Hiroshima만 strain의 10.0 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 와 비슷한 결과를 보여(Yamamoto *et al.* 2002) 비교적 약한 광 조건에서도 충분한 성장이 가능할 것으로 판단된다.

또한 연안해역에서 적조를 형성하여 수산업에 심각한 영향을 미치는 주요 유해성 외편모조류의 I_0 를 살펴보면, 남해안에서 *G. catenatum*과 혼합적조를 발생시키고 있는 *Cochlodinium polykrikoides*(일본 Kumamoto 연안해역에서 분리한 strain)가 10.4 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Kim *et al.* 2004)로 *G. catenatum*과 같은 광 생리적인 특성을 보였다. 그리고 *Karenia miki-*

motoi(일본 Hiroshima 만에서 분리한 strain)에서 $0.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Yamaguchi et al. 1989, 2000), 이른 봄 진해만에서 이 매패류 독화 원인종인 *Alexandrium tamarense*는 $35\text{--}76 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (일본 Hiroshima 만에서 분리한 strain; Yamamoto et al. 1995, 1997)로 종에 따른 차가 크게 나타났다. 반면, 침편 모조류인 *Heterosigma akashiwo*는 $1.0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 낮았다 (Takahashi and Hara 1989).

광 조건에 따른 *G. catenatum*의 성장특성으로부터 우리나라 남해연안해역에서 이 종의 성장수심을 고찰해 볼 수 있다. 여름 해수면의 광량을 $2,000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 가정하면, 해수면 바로 밑의 광량은 광 입사 시 약 50% 감소하기에 $1,000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 이 된다. 남해연안해역의 평균 투명도를 5.33 m(Yang 1978)로 보면, Poole and Atkins(1929)의 $K = 1.7/D(K, \text{소광계수}; D, \text{투명도(m)})$ 식에서 소광계수는 0.32가 된다. 이를 다시 Lambert의 방정식 $I_d = I_0 e^{-kd}$ (I_d , 수심 d 에서 광량($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$); I_0 , 해수면의 광도($1,000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$))에 대입하면, *G. catenatum*의 성장에 필요한 I_0 에 해당하는 수심은 약 14 m로 계산된다. 계산된 14 m의 수심은 대부분 남해 내만해역의 수온약층 보다 깊은 수심으로 *G. catenatum*의 광 이용만을 고려하면 남해 내만과 연안해역의 대부분에서 이 종의 유영세포가 발견될 수 있다.

Fraga et al.(1989)은 군체를 형성하는 종이 단일 세포 종보다 빠른 유영속도를 나타내며, *G. catenatum*은 수온 23°C 에서 약 $247 \mu\text{m sec}^{-1}$ 의 유영속도를 보이는 것으로 보고하였다. 이와 같이 빠른 유영속도는 종을 침강수역이나 수렴해역에서 보다 오래 동안 유광층에 머물 수 있게 하는 요인으로 작용한다(Fraga et al. 1989; Fraga and Bakun 1993). 더욱이 Baba et al.(2001)은 일본 Senzaki 만에서 *G. catenatum*의 일주연직운동을 관측하여, 약 1.2 m hr^{-1} 의 속도를 산출하였다. 즉, 야간에는 저층으로 하강하여 풍부한 영양염을 흡수하고, 주간에는 표층으로 상승하여 광합성을 계속할 수 있다는 것을 의미한다. 이와 같은 *G. catenatum*의 일주 연직운동은 스페인, 일본, 호주 등에서 발생하는 *G. catenatum* 적조발생에 중요한 요인으로 판단되고 있다(Fraga and Bakun 1993; Baba et al. 2001). 이와 유사한 일주 연직운동을 보이는 와편모조류 중 *Karenia mikimotoi*, *Heterocapsa circularisquama* 등에 의한 적조형성은 육상에서 직접적으로 공급되는 영양원보다 저층의 유기물퇴적에 의한 부영양화가 주요 원인인 것으로 판단되며, 이와 같은 종의 대발생을 제어하기 위해서는 해저층의 정화 작용이 필수적이다(Yamaguchi and Honjo 1989; Oh et al. 2004).

따라서 비교적 낮은 I_0 와 일주연직운동을 하는 한국 남해 연안해역의 *G. catenatum*은 다른 식물플랑크톤과의 영양염 경쟁에서 우위를 차지할 수 있어, 포식자와 피식자의 관계, 해수의 흐름 등의 조건을 제외한다면 여름의 남해해역에서 우점종으로 출현할 수 있는 생리적 능력을 갖춘 종이라 할 수

있다.

요 약

여수해만에서 분리한 *Gymnodinium catenatum*의 성장에 있어서 최적 수온과 염분 조건을 파악하기 위해 수온 6단계, 염분 5단계의 조합에 의한 30단계의 배치배양을 실시하여, 성장속도를 계산하였다. *G. catenatum*은 약 18°C 이상의 수온과 전 염분단계에서 0.3 day^{-1} 이상의 성장속도를 보였으며, 수온의 감소와 함께 성장속도도 감소하였다. 하지만 염분은 성장에 그다지 영향을 미치지 않았다. 최대성장속도(0.5 day^{-1})는 수온 25°C 와 염분 30 psu에서 얻어졌다. 따라서, 수온과 염분에 따른 성장속도를 고려할 때, *G. catenatum*은 이른 여름부터 가을까지 한국남해연안해역에서 서식 가능한 것으로 판단된다. 이 종의 출현을 예측하기 위한 모델식은 $\mu = 0.005 \cdot T^2 - 0.0001164 \cdot T^3 - 0.063 \cdot S + 0.005 \cdot S^2 - 0.00007608 S^3 - 0.003 \cdot T \cdot S + 0.00005308 \cdot T^2 \cdot S$ 로 나타났다. 한편, 수온 18°C 와 염분 30 psu 조건하에서 6단계의 광도 실험을 실시한 결과, 광량에 따른 *G. catenatum*의 성장은 $\mu = 0.16(I - 10.4)/(I + 21.8)$, ($r = 0.96$)의 관계식으로 K_s 는 $42.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, I_0 는 $10.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 이었다. 따라서 수온, 염분과 광 조건만을 고려할 경우 *G. catenatum*은 고수온기 한국 남해 내만과 연안해역에서 우점종으로 출현할 가능성이 높을 것으로 판단되었다.

감사의 글

본 논문의 내용에 세심한 토론과 지적을 주신 일본 National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea의 S. Itakura 실장, Y. Matsuyama 박사, S. Nagai 박사, 그리고 부경대학교 해양과학공동연구소 김대현 연구원과 표본채집에 도움을 주신 Hiroshima대학 실습선 Toyoshio-Maru의 A. Go 선장과 승무원, 그리고 원고의 세심한 부분까지 지적하고 논의 해주신 심사위원께도 깊게 감사드립니다.

참고문헌

- Baba T., Hiyama S. and Tainaka T. 2001. Vertical migration of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* and toxicity of cultured oyster in Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. *Bull. Plankton Soc. Japan* 48: 95-99 (in Japanese with English abstract).
- Blackburn S.L., Hallegraeff G.M. and Bolch C.J. 1989. Vegetative reproduction and sexual life cycle of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from Tasmania, Australia. *J. Phycol.* 25: 577-590.
- Brand L.E., Guillard R.R.L. and Murphy L.S. 1981. A method

- for the rapid and precise determination of acclimated phytoplankton reproduction rates. *J. Plankton Res.* **3**: 193-201.
- Bravo I. and Anderson D.M. 1994. The effects of temperature, growth medium and darkness on excystment and growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from northwest Spain. *J. Plankton Res.* **16**: 513-525.
- Carrada G.C., Casotti R., Modigh M. and Saggiomo V. 1991. Presence of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in a coastal Mediterranean lagoon. *J. Plankton Res.* **13**: 229-238.
- Chang D.S., Shin I.S., Pyeon J.H. and Park Y.H. 1987. A study on paralytic shellfish poison of sea mussel, *Mytilus edulis*. *Bull. Korean Fish. Soc.* **20**: 293-299 (in Korean with English abstract).
- Choo H.S., Lee G.H. and Yoon Y.H. 1997. Variations of temperature and salinity in Kugum Suro Channel. *J. Korean Fish.* **30**: 252-263.
- Doblin M.A., Blackburn S.I. and Hallegraef G.M. 1999. Growth and biomass stimulation of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Graham) by dissolved organic substances. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **236**: 33-47.
- FEIS (National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea) 1998. Paralytic shellfish poisoning of *Gymnodinium catenatum* in the western Japan. *Aquaculture* **5**: 92-93 (in Japanese).
- Fraga S. and Sanchez F.J. 1985. Toxic and potentially toxic dinoflagellates found in Galician rias (NW Spain). In: Anderson D.M., White A.W. and Baden D. (eds), *Toxic dinoflagellates*. Elsevier, New York. pp. 51-54.
- Fraga S., Gallager S.M. and Anderson D.M. 1989. Chain-forming dinoflagellates: An adaptation to red tides. In: Okaichi T., Anderson D.M. and Nemoto T. (eds), *Red Tides*. Elsevier, New York. pp. 281-284.
- Fraga S. and Bakun A. 1993. Global climate change and harmful algal blooms: the example of *Gymnodinium catenatum* on the Galicia coast. In: Smayda T.J. and Shimizu Y. (eds), *Toxic phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, New York. pp. 59-64.
- Franca S. and Almeida J.F. 1989. Paralytic shellfish poisons in bivalve molluscs on the Portuguese coast caused by a bloom of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. In: Okaichi T., Anderson D.M. and Nemoto T. (eds), *Red Tides*. Elsevier, New York. pp. 93-96.
- Graham H.W. 1943. *Gymnodinium catenatum*, a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Trans. Am. Microsc. Soc.* **62**: 259-261.
- Guillard R.R.L. and Ryther D. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gran. *Can. J. Microbiol.* **8**: 229-239.
- Guillard R.R.L. 1995. Culture methods. In: Hallegraef G.M., Anderson D.M. and Cembella A.D. (eds), *Manual on harmful marine microalgae*. UNESCO, Paris. pp. 45-62.
- Hada Y. 1967. Protozoan plankton of the Inland Sea, Setonaikai. I. The mastigophora. *Bull. Suzugamine Woman's Coll., Nat. Sci.* **13**: 1-26.
- Hallegraef G.M. and Bolch C.J. 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plankton Res.* **14**: 1067-1084.
- Hallegraef G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* **32**: 79-99.
- Hallegraef G.M. and Fraga S. 1998. Bloom dynamics of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*, with emphasis on Tasmanian and Spanish coastal waters. In: Anderson D.M., Cembella A.D. and Hallegraef G.M. (eds), *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Springer, Berlin. pp. 59-80.
- Han M.S., Jeon J.K. and Yoon Y.H. 1993. Distribution and toxin profiles of *Alexandrium tamarens* (Lebour) Balech (dinoflagellate) in the southeastern coastal waters, Korea. *Korean J. Phycol.* **8**: 7-13.
- Ikedo T., Matsuno S. and Endo R. 1988. Study of shellfish poisoning (part 3), paralytic shellfish poisoning of *Gymnodinium catenatum*. *Annual report of Yamaguchi Institute of Marine and Fisheries Science* **16**: 59-68 (in Japanese).
- Ikedo T., Matsuno S., Sato S., Ogata T., Kodama M., Fukuyo Y. and Takayama H. 1989. First report on paralytic shellfish poisoning caused by *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in Japan. In: Okaichi T., Anderson D.M. and Nemoto T. (eds), *Red Tides*. Elsevier, New York. 411-414.
- Jeon J.K. and Han M.S. 1998. Monitoring of intoxication and toxin composition on wild mussels (*Mytilus corsucus*) from coastal waters near Koje Island, Korea in 1996 and 1997. *J. Korean Fish. Soc.* **31**: 817-822 (in Korean with English abstract).
- Kim D.S. 2000. Seasonal variation of watermass in the central coast of the Southern Sea of Korea. *Bull. Korean Soc. Fish. Tech.* **36**: 105-116.
- Kim H.G., Matsuoka K., Lee S.G. and An K.H. 1996. The occurrence of a dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from Chinhae Bay, Korea. *J. Korean Fish. Soc.* **29**: 837-842.
- Kim C.H. 1995. Paralytic shellfish toxin profiles of the dinoflagellate *Alexandrium* species isolated from Benthic cysts in Jinhae Bay, Korea. *J. Korean Fish. Soc.* **28**: 364-372.
- Kim C.H. and Shin J.B. 1997. Harmful and toxic red tide algal development and toxins production in Korean coastal waters. *Algae* **12**: 269-276 (in Korean with English abstract).
- Kim C.H. 1998. Development of PSP toxigenic dinoflagellates and toxin production in Korean coastal waters. In: Kim H.G., Lee S.G. and Lee C.K. (eds), *Harmful algal blooms in Korea and China*. National Fisheries Research and Development Institute, Pusan. pp. 1-20 (in Korean).
- Kim D.I., Matsuyama Y., Nagasoe S., Yamaguchi M., Yoon Y.H., Oshima Y., Imada N. and Honjo T. 2004. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of the harmful red tide dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* Margalef (Dinophyceae). *J. Plankton Res.* **26**: 61-66.
- Lederman T.C. and Tett P. 1981. Problems in modeling the photosynthesis-light relationship for phytoplankton. *Bot. Mar.* **24**: 125-134.
- Lee C.K., Lee S.G. and Kim H.G. 1999. Occurrence and abundance of three morphologically similar dinoflagellates,

- Cochlodinium polykrikoides*, *Gyrodinium impudicum* and *Gymnodinium catenatum* in the southern coast of Korea. *Bull. Natl. Fish. Res. Dev. Int. Korea*. **57**: 131-139 (in Korean with English abstract).
- Lee C.K., Kim H.C., Lee S.G., Jung C.S., Kim H.G. and Lim W.A. 2001. Abundance of harmful algae, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gyrodinium impudicum* and *Gymnodinium catenatum* in the coastal area of South Sea of Korea and their effects of temperature, salinity, irradiance and nutrient on the growth in culture. *J. Korean Fish. Soc.* **34**: 536-544 (in Korean with English abstract).
- Lee J.S., Shin I.S., Kim Y.M., and Chang D.S. 1997. Paralytic shellfish toxins in the Mussel, *Mytilus edulis*, caused the shellfish poisoning accident at Geoje, Korea, in 1996. *J. Korean Fish. Soc.* **30**: 158-160 (in Korean with English abstract).
- Matsuoka K. and Fukuyo Y. 1994. Geographical distribution of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham in Japanese coastal waters. *Bot. Mar.* **37**: 495-503.
- Mee L.D., Espinosa M. and Diaz G. 1986. Paralytic shellfish poisoning with a *Gymnodinium catenatum* red tide on the Pacific coast of Mexico. *Mar. Environ. Res.* **19**: 77-92.
- Nishioka J., Wada Y. and Imanishi Y. 1993. On the occurrences of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in Kumihama Bay. *Bull. Kyoto. Inst. Ocean. Fish.* **16**: 43-49 (in Japanese with English abstract).
- Oh S.J., Yamamoto T., Kataoka Y., Matsuda O., Matsuyama Y. and Kotani Y. 2002. Utilization of dissolved organic phosphorus by the two toxic dinoflagellates, *Alexandrium tamarensis* and *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae). *Fish. Sci.* **68**: 416-424.
- Oh S.J., Matsuyama Y., Oda S., Moriyama T. and Uchida T. 2003. Environmental feature causing a bloom of the novel dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* (Dinophyceae) in Uranouchi Bay, Kochi Prefecture, Japan. *Algae* **18**: 281-288 (in Korean with English abstract).
- Oshima Y., Hasegawa M., Yasumoto T., Hallegraeff G.M. and Blackburn S.I. 1987. Dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* as the source of paralytic shellfish toxins in Tasmanian shellfish. *Toxicon* **25**: 1105-1111.
- Poole H.H. and Atkins W.R.G. 1929. Photo-electric measurement of submarine illumination throughout the year. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* **16**: 297-324.
- Takahashi M. and Hara Y. 1989. Control of diel vertical migration and cell division rhythm of *Heterosigma akashiwo* by day and night cycles. In: Okaichi T., Anderson D.M., Nemoto T. (eds), *Red Tides*. Elsevier, New York. pp. 265-268.
- Yamaguchi M. and Honjo T. 1989. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of the noxious red tide flagellate *Gymnodinium nagasakiense* (Dinophyceae). *Nippon Suisan Gakkaishi* **55**: 2029-2036 (in Japanese with English abstracts).
- Yamaguchi M. 2000. Physiological ecology, mechanisms and prediction of the red tide of *Gymnodinium mikimotoi* (Dinophyceae). In: Ishida Y., Honjo T., Fukuyo Y. and Imai I. (eds), *Mechanisms, Prediction, and Mitigation of harmful algal blooms in Japan*. Tokyo. pp. 101-136 (in Japanese).
- Yamamoto T., Yoshizu Y. and Tarutani K. 1995. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarensis* isolated from Mikawa Bay, Japan. *Jpn. J. Phycol.* **43**: 91-98 (in Japanese with English abstracts).
- Yamamoto T. and Tarutani K. 1997. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarensis* isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Jpn. J. Phycol.* **45**: 95-101 (in Japanese with English abstracts).
- Yamamoto T., Oh S.J. and Kataoka Y. 2002. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) isolated from Hiroshima Bay. *Japan. Fish. Sci.* **68**: 356-363.
- Yang Y.R. 1978. Optical properties of sea water (IV). *Bull. Korean Fish. Tech. Soc.* **14**: 37-41 (in Korean with English abstract).
- Yoon Y.H. 2000. Variation characteristics of water quality and chlorophyll *a* concentration in the Northern Kamak bay of Southern Korea. *J. Korean Environ. Sci. Soc.* **9**: 429-436 (in Korean with English abstract).

Received 23 September 2004

Accepted 23 November 2004